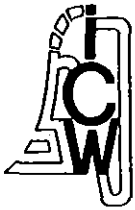


J. v. Bakel

ICW nota 1556
september 1984



nota

instituut voor cultuurtechniek en waterhuishouding, wageningen

STIKSTOF- EN FOSFORBALANSEN VAN OPPERVLAKTEWATER

ir. J.H.A.M. Steenvoorden

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communicatiemiddelen, dus geen officiële publikaties.

Hun inhoud varieert sterk en kan zowel betrekking hebben op een eenvoudige weergave van cijferreeksen, als op een concluderende discussie van onderzoeksresultaten. In de meeste gevallen zullen de conclusies echter van voorlopige aard zijn omdat het onderzoek nog niet is afgesloten.

Bepaalde nota's komen niet voor verspreiding buiten het Instituut in aanmerking

Deze nota is verschenen als syllabus voor de PAO-cursus "Waterkwaliteit landelijk gebied; aspecten van kwaliteitsbeheer" aan de Landbouwhogeschool te Wageningen

I N H O U D

| | B1z. |
|---|------|
| 1. INLEIDING | 1 |
| 2. BEPALINGSWIJZE VAN STIKSTOF- EN FOSFAATVRACHTEN IN OPPERVLAKTEWATER | 2 |
| 3. FOSFAATBALANSEN | 6 |
| 4. STIKSTOFBALANSEN | 8 |
| 5. SAMENVATTING | 12 |
| LITERATUUR | 12 |

1. INLEIDING

In het kader van de verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater is het streven in Nederland erop gericht om onder andere de fosfaat- en stikstofbelasting terug te dringen. Als maatregelen die daartoe een bijdrage zouden kunnen leveren worden ten aanzien van fosfaat in de fosfatennota (MINISTERIES, 1979) genoemd:

- verwijdering van fosfaat via rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's);
- terugdringing van de fosfaatbelasting door wasmiddelen;
- terugdringing van de fosfaatbelasting door de landbouw;
- terugdringing van de fosfaatbelasting door de industrieën.

Voor de bestrijding van de stikstofbelasting zijn deze maatregelen eveneens noodzakelijk, uitgezonderd maatregel twee.

De concrete uitvoering van dit beleid vindt voor een belangrijk deel plaats door de waterschappen en de zuiveringsschappen die belast zijn met het waterkwaliteitsbeheer. Fosfaat- en stikstofbalansstudies dienen hierbij als hulpmiddel om voor het oppervlaktewater in een bepaald gebied de grootte van de stoffenbelasting en de bijdrage door de verschillende bronnen vast te stellen. De bijdragen door RWZI's, wasmiddelen en industrie zijn vrij goed te kwantificeren. De belasting vanuit de landbouw is niet direct kwantificeerbaar bij balansstudies.

Diffuse bronnen die vanuit de landbouw een rol spelen zijn:

- afspoeling en uitspoeling van meststoffen;
- lozing van spoelwater van melkinstallaties;
- lozing van afvalwater afkomstig uit stallen, van melkvloeren, enz.;
- illegale lozingen van mest en gier.

Bovendien spelen nog andere diffuse bronnen en processen in het landelijk gebied een rol die eveneens moeilijk kwantificeerbaar zijn:

- natuurlijke bodemuitspoeling;
- neerslag op open water;
- riooloverstorten;
- lozingen van ongezuiverd afvalwater;
- gas- en koelwaterbronnen;
- kwel en wegzijging;
- denitrificatie in oppervlaktewateren;
- opname door waterplanten;
- berging in en afgifte door bodemslib.

In deze bijdrage zal worden ingegaan op:

- de invloed van de bepalingswijze van stikstof- en fosfaatvrachten op de nauwkeurigheid van de berekende vrachten;
- de fosfaat- en stikstofafvoer uit afwateringseenheden en in het bijzonder de bijdrage van diffuse landbouwbronnen.

2. BEPALINGSWIJZE VAN STIKSTOF- EN FOSFAATVRACHTEN IN OPPERVLAKTE-WATER

Bij de bemonstering van oppervlaktewater kan onder normale omstandigheden uit de volgende methoden worden gekozen:

- Steekmonsters, waarbij het monster dat op een bepaald moment met de hand is genomen als maatstaf dient voor 1 of meer dagen.
- Continue bemonstering met automatische apparatuur, waarbij één monsterfles gevuld wordt met deelmonsters die na bepaalde tijdsintervallen worden genomen.

Afhankelijk van het ingestelde bemonsteringsprogramma bij continue bemonstering kunnen zoveel monsters worden verkregen dat dit al snel leidt tot een overbelasting van het laboratorium en een overbodig zijn van een deel van de monsters. Het is daarom noodzakelijk dat continu genomen monsters voor de analyse worden gemengd. Dit kan op twee manieren:

- . het mengen van monsters genomen binnen een vast tijdsinterval (b.v. 1, 2, 3 of meer dagen);
- . het mengen van monsters genomen over vaste debietintervallen.

De N- en P-vrachten kunnen dus worden berekend uitgaande van de gemeten debieten en de concentraties die met één van de hiervoor beschreven

methoden zijn verkregen.

Een eenvoudige wijze om minder monsters te hoeven analyseren, is het samenstellen van mengmonsters over een bepaald tijdsinterval. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat de debietvariaties in dit tijdsinterval verwaarloosbaar klein zijn. Als namelijk over de mengperiode het debiet wel in belangrijke mate verandert, zal de vracht systematisch te laag uitvallen, zoals de volgende berekening voor 1 dag duidelijk maakt. Hierbij wordt bijvoorbeeld uitgegaan van het verband tussen totaal-P gehalte (tot-P) en debiet (Q): tot-P = 2Q (P-vracht = tijd x debiet x concentratie) (zie tabel 1).

Tabel 1. Invloed van de berekeningswijze voor de P-vrachten

| | Tijd | | Debiet (m ³ .dag ⁻¹) | Tot-P (g.m ⁻³ .P) | P-vracht (g.dag ⁻¹) |
|-----------------|-------|-------|---|--------------------------------------|------------------------------------|
| | (uur) | (dag) | | | |
| 2 mengmonsters: | 0-12 | 0,5 | Q ₁ | 2Q ₁ | Q ₁ ² |
| | 12-24 | 0,5 | Q ₂ (= b.v. 2Q ₁) | 2Q ₂ (= 4Q ₁) | 4Q ₁ ² |
| | | | | totaal | 5Q ₁ ² |
| 1 mengmonster: | 0-24 | 1,0 | 0,5Q ₁ + 0,5Q ₂ = 1,5Q ₁ | 3Q ₁ | 4,5Q ₁ ² |

Naarmate het tijdsinterval groter wordt, zal deze veronderstelling minder juist zijn en leiden tot grotere debietvariaties en daarmee samenhangende concentratieveranderingen. Een praktische grens wordt gesteld door de houdbaarheid van de monsters.

In een landelijk gebied met een geringe bewoningsdichtheid en een intensief ontwikkelde landbouw is onderzoek gedaan naar de invloed van de wijze van bemonstering op de berekende N- en P-vracht van het oppervlaktewater. Hierbij stonden debietgegevens ter beschikking van een continue registratie en wateranalyses van steekmonsters die minimaal eenmaal in de 6 dagen werden genomen, en van een continue bemonstering. Bij de continue bemonstering zijn in afhankelijkheid van de afvoersituatie 6-, 12-, 18- of 24-uurs mengmonsters geanalyseerd. Uit een analyse van de gegevens van de periode mei/juni 1979 en januari en februari 1980 blijkt een zeer grote invloed van het debiet en periode van het

jaar op met name de concentraties van Kjeldahl-N, totaal-P en Cl⁻. Oppervlakte-afvoer blijkt in het groeiseizoen tot veel lagere gehalten te leiden dan in de winterperiode.

Bij vergelijking van de vrachten berekend uit de continubemonstering en de steekbemonstering blijkt de steekbemonstering tot aanmerkelijk lagere waarden te leiden (tabel 2).

Tabel 2. Invloed van berekenings- en bemonsteringswijze op de P-vrachten voor de Nattegatsloot in de periode april 1979-maart 1980, voor dagen waarop zowel continu- als steekmonsters beschikbaar zijn

| Wijze van bemonstering | Debiet | P-vracht |
|------------------------|---------|----------|
| Continu | dagdeel | 100% |
| Continu daggemiddelde | dag | 102% |
| Steek | dag | 57% |

De monsters waarop dit betrekking heeft, zijn alle kort (\pm 10 uur) vóór of na een afvoergolf genomen of tijdens een relatief belangrijke toename van het debiet.

Geconcludeerd is dat in situaties met sedimenttransport de steekbemonstering zal leiden tot een onderschatting van de P-vracht en de continubemonstering tot een overschatting.

Bij gebruik van continue bemonsteringsapparatuur kunnen de monsters over een aantal dagen worden gemengd ter beperking van de analyses. Uitbreiding van het tijdsinterval waarover gemengd wordt, betekent dat gemiddeld over een heel jaar per dag bij totaal-P 3% minder en bij totaal-N 0,3% minder dan de vracht wordt berekend. Voor perioden met een groot aandeel in de vracht heeft uitbreiding van het tijdsinterval met 1 dag ingrijpende gevolgen. Mengen van watermonsters bij continue bemonstering over een vast debietinterval is complexer maar kan leiden tot een belangrijke besparing in monsters. Bij stikstof zou 98% van de vracht kunnen worden vastgesteld met ca. 50 monsters in 1 jaar, terwijl voor 96% van de P-vracht ca. 70 monsters benodigd zouden zijn geweest bij een goede keuze van het debietinterval. (STEENVOORDEN en HOEYMAKERS, 1983).

Een onderzoek naar de fosfaatvrachten in de Kleine Aa nabij Boxtel toonde eveneens een belangrijk verschil in resultaten in afhankelijkheid van bemonsteringsfrequentie en wijze van berekenen (tabel 3).

Tabel 3. Afgevoerde hoeveelheid totaal-P in Kleine Aa nabij Boxtel, 1980 (KOUWE, 1983)

| | | Totaal-P(kg) | | Totaal |
|---------------------|---|--------------|-----------|--------|
| | | jan.-mrt. | juni-aug. | |
| routine programma | 1 | 1 680 | 1 280 | 2 960 |
| intensief programma | 1 | 3 640 | 1 690 | 5 330 |
| | 2 | 5 900 | 2 580 | 6 480 |
| | 3 | | 2 580 | |

1, 2 en 3 geven de berekeningsmethode aan:

1 = maandgemiddelde van P-gehalte en maandgemiddelde van waterafvoer

2 = momentopname van P-gehalte en momentopname van waterafvoer

3 = momentopname van P-gehalte en gemiddelde dagafvoer van water volgens continu registratie

routineprogramma = 2 maal per maand

intensief programma = bemonstering op werkdagen

De bemonsteringsfrequentie heeft een duidelijke invloed op het berekende fosfaattransport (vergelijk intensief programma 1 met routine programma 1). Volgens intensief programma 1 werd in beide perioden totaal ca. 5,3 ton afgevoerd, tegen bijna 3 ton P volgens het routine programma. De berekeningsmethode blijkt echter eveneens van grote invloed te zijn op de berekende hoeveelheid: volgens methode 2 was de afgevoerde hoeveelheid P 50-60% groter dan volgens intensief programma 1.

Vergelijking van de resultaten verkregen volgens methoden 2 en 3 geeft aan, dat de totale P-vracht berekend met momentopnamen van de waterafvoer en met het gemiddelde van de dagafvoer (volgens de continue debietmeting) geen verschil opleverde (KOUWE, 1983)

3. FOSFAATBALANSEN

Gegevens van 38 fosfaatbalansstudies van afwateringseenheden zijn door het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding verzameld en geanalyseerd op de berekeningswijze van de verschillende balansposten en op de mogelijkheid om inzicht te krijgen in de bijdrage door landbouwbronnen (STEENVOORDEN en DE HEUS, 1984).

In totaal zijn 38 balansstudies bij het onderzoek betrokken; 11 studies zijn uitgevoerd in zandgebieden en 27 in klei- en veengebieden. Er is onderscheid gemaakt tussen zand-, klei- en veengebieden vanwege verschillen in bodemgebruiksintensiteit, natuurlijke uitspoeling en waterhuishouding. Het aantal balansjaren dat door de onderzoeken wordt bestreken, bedraagt voor de zandgebieden 17 en voor de klei- en veengebieden 39.

Vragen waarop in genoemd rapport onder andere is ingegaan zijn:

- op welke wijze en hoe frequent is de waterhoeveelheid gemeten, berekend of geschat;
- op welke wijze en hoe frequent is het fosfaatgehalte gemeten, berekend of geschat.

De totale fosfaatafvoer vertoont grote verschillen tussen jaren onderling en gebieden onderling. In de zandgebieden loopt de P-afvoer uiteen van enkele tienden kg.jr^{-1} P per ha afwaterend oppervlak in een relatief droge winterperiode tot ca. $5 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ P in een jaar met verhoudingsgewijs veel invloed van oppervlakte-afvoer van landbouwgrond. Het traject van de P-afvoer in klei- en veengebieden bedraagt ca. $1 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ P. Belangrijke bronnen in afwateringseenheden kunnen zijn: effluënten van rioolwaterzuiveringsinstallaties, landafspoeling en voedselrijke zoute kwel.

In de onderzoeken waar RWZI's voorkomen, is veelal minder frequent bemonsterd dan het STORA-advies voor een statistisch betrouwbare bemonstering. Naar de bijdrage van lozingen van ongezuiverd afvalwater is over het algemeen weinig onderzoek gedaan. Zeer verschillende uitgangspunten zijn gevolgd om tot een kwantificering van deze post te komen. Voor de fosfaatgehalten in de neerslag zijn uiteenlopende waarden gebruikt, gebaseerd op literatuurgegevens. De bijdrage van gas- en koelwaterbronnen is vaak berekend op basis van incidentele debietmetingen en bemonsteringen. Bij het vaststellen van de bijdrage door

kwel en wegzijging is het onzeker welk fosfaatgehalte aan de watertransporten moet worden toegekend. De fosfaatvracht in de toevoer en afvoer van oppervlaktewater is bij diverse studies onvoldoende nauwkeurig vastgesteld. De meest voorkomende oorzaak is dat de bemonsteringsfrequentie te laag is. Een minder voorkomende oorzaak is het niet frequent genoeg meten van het debiet. Aan de fosfaatvastlegging door slootvegetaties is bij de onderzochte fosfaatbalansstudies vrijwel geen aandacht besteed. Studies waar de natuurlijke bodemuitspoeling is gekwantificeerd, zijn gebaseerd op grondwateronderzoek in het onderzoeksgebied of op literatuur die veelal betrekking heeft op lysimeteronderzoek.

De bijdrage door landbouwkundige bronnen is op uiteenlopende wijzen benaderd. De meest toegepaste methode is het gebruiken van waarden uit de literatuur voor afspoeling en de bijdrage door afvalwaterlozingen vanuit agrarische bedrijfsgebouwen. In de meeste studies worden de beschikbare fosfaatbalansen gebruikt om op indirecte wijze de bijdrage vanuit de landbouw te kwantificeren, namelijk als restpost van de balans. De fosfaatvrachten van afvoer en RWZI's vormen dan de grootste onzekerheid door de geringe meetfrequentie en de grootte van de bijdrage. Ook bij de andere bronnen zijn vaak belangrijke onzekerheden, maar de bijdrage van deze bronnen is veelal gering of zelfs verwaarloosbaar.

Van de fosfaatbalansstudies in zandgebieden is maar een deel redelijk tot goed bruikbaar voor de kwantificering van de landbouwbijdrage. Bij deze studies loopt de fosfaatbelasting op het oppervlaktewater bij een hoge veebezetting uiteen van vrijwel nihil in jaren met een verwaarloosbare oppervlakte-afvoer tot ca. $5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ P}$ in jaren met een belangrijke oppervlakte-afvoer.

De fosfaatbalansstudies in klei- en veengebieden worden onder andere beïnvloed door de verblijftijd van het oppervlaktewater. Bij relatief lange verblijftijden lijkt de fosfaatberging in het bodemslib een belangrijke rol te spelen, zodat de restpost voor landbouw en natuurlijke uitspoeling een negatieve waarde krijgt, namelijk gemiddeld $-3,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ P}$. Het is echter niet uit te sluiten dat de meetnauwkeurigheid van de fosfaatvrachten van waterafvoer en RWZI's hier ook een rol bij speelt. Voor de oppervlaktewateren met een relatief korte verblijftijd is een restpost berekend van gemiddeld $+2,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ P}$.

Het is niet mogelijk gebleken om deze bijdrage van landbouw en natuurlijke bodemuitspoeling verder uit te splitsen. Een globaal beeld van de relatieve bijdrage van bronnen en polders geeft tabel 5.

Bij het opstellen van fosfaat- en stikstofbalansen kunnen de processen in het oppervlaktewater niet buiten beschouwing worden gelaten. De rol van bodemslib als reservoir voor fosfaat speelt zowel in langzaam stromende meren en polderwateren als in sneller stromende beken een rol (o.a. VAN LIERE e.a., 1983; HIELTJES en LIJKLEMA, 1980). Een deel van het toegevoerde fosfaat kan achterblijven in het slib, zodat de berekende fosfaatafvoer voor een afwateringseenheid lager uitvalt dan de werkelijke belasting van het oppervlaktewater. Of in het slib geborgen fosfaat terugkeert in het systeem en in welke vorm zal afhangen van diverse factoren. Eén van deze factoren is de stroomsnelheid. Bij afvoerpieken heeft opwoeling en afvoer plaats van bodemslib en zijn de condities voor sedimentatie over het algemeen ongunstig. Hierdoor treden grote fluctuaties op in de hoeveelheid fosfaat in de bovenste 10 cm van het bodemslib (KOUWE, 1982; KOUWE, 1983).

Op grond van onderzoeken in de Barneveldse Beek en de Nattegatsloot nabij Scherpenzeel (HOEKSTRA, 1980) is het volgende geconcludeerd:

- De accumulatie van fosfor in het bodemslib van kleine, relatief snelstromende wateren blijkt gering te zijn als men een langere termijn beschouwt (b.v. één jaar).
- Periodiek voorkomende afvoergolven zorgen voor afvoer van recent oppervlakkig gevormd P-houdend bodemslib.

4. STIKSTOFBALANSEN

Aan stikstofbalansen is over het algemeen veel minder aandacht besteed dan aan fosfaatbalansen. Dit hangt in belangrijke mate samen met het zware accent dat P krijgt van de overheid bij de eutrofiëeringsbestrijding. Toch kan de stikstofhuishouding van oppervlaktewater niet buiten beschouwing worden gelaten gezien de eisen die worden gesteld aan de gehalten voor NH_4^+ , Kjeldahl-N en NO_3^- in het IMP voor water. In enkele studies zijn N-balansen opgesteld voor polders en beken (STEENVOORDEN, 1979; STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1979; WERKGROEP NOORD-HOLLAND, 1982; MENSINK, 1983).

De stikstofbelasting van het oppervlaktewater wordt, behalve door het landbouwkundig bodemgebruik en de lozing van afvalwater, eveneens in belangrijke mate bepaald door de geohydrologische situatie. Naarmate de stroomlijnen dieper kunnen doordringen in de ondergrond zal een vervuiling van het grondwater minder snel tot uiting komen in het oppervlaktewater. Dit beeld komt onder andere naar voren bij een onderzoek in 3 beken in de Gelderse Achterhoek, namelijk: de Leerinkbeek, de Oude Leerinkbeek en de Deldensche Broeklaak. Hoge nitraatgehalten gaan samen met een ondiepe grondwaterstroming. De hoogste nitraatgehalten bedragen voor de Deldensche Broeklaak ca. $1-2 \text{ g.m}^{-3}\text{N}$, voor de Leerinkbeek $6-10 \text{ g.m}^{-3}\text{N}$ en voor de Oude Leerinkbeek $8-18 \text{ g.m}^{-3}\text{N}$. De landbouwactiviteiten zijn onderling goed vergelijkbaar. Als gemiddelde verblijftijd van het grondwater is berekend ca. 45 jaar voor de Deldensche Broeklaak, ca. 10 jaar voor de Oude Leerinkbeek en voor de Leerinkbeek nog korter. In deze richting neemt de dikte van de goed doorlatende zandlaag boven de slecht doorlatende miocene klei af van ca. 40 meter tot enkele meters (STEENVOORDEN, 1976).

Bij de N-belasting van beken in het landelijk gebied is landbouw een belangrijke verontreinigingsbron. Door de N-afvoer uit beekgebieden te meten en daarop de bijdrage van andere bronnen in mindering te brengen, is de bijdrage van landbouwkundige bronnen gekwantificeerd (tabel 4). Bij deze rekenmethode kunnen veel opmerkingen worden herhaald die reeds eerder bij de P-balansen zijn gemaakt. De bijdrage van min of meer natuurlijke bronnen, zoals neerslag op open water en natuurlijke bodemuitspoeling bedraagt meestal niet meer dan enkele $\text{kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$. Huishoudelijk afvalwater is als bron verwaarloosbaar, tenzij er effluentlozingen van een RWZI plaatsvinden, zoals in het gebied van de Barneveldse Beek. De bijdrage vanuit de landbouw ligt gemiddeld op $15 \text{ à } 20 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}\text{N}$, hetgeen bij een afvoer van ca. 300 mm.jr^{-1} overeenkomt met een concentratieverhoging van ca. $5-7 \text{ g.m}^{-3}\text{N}$. De afgevoerde N in de onderzoeken van de Nattegatsloot en Overwoudse Beek kwam ongeveer voor 50% voor in de vorm van Kjeldahl-N en voor 50% als NO_3^- -N. Omdat NH_4^+ nauwelijks aan uitspoeling onderhevig is, geven de resultaten aan dat hoogst waarschijnlijk oppervlakte-afvoer een belangrijk proces is in deze twee beken.

Tabel 4. Stikstofbelasting ($\text{kg.jr}^{-1}\text{N}$) per ha afwaterend oppervlak door natuurlijke bronnen, huishoudens en landbouw volgens enkele onderzoeken in beekgebieden

| Beekgebied | Bodemgebruik (%) | | N-belasting | | | | Literatuur |
|------------------|------------------|----------|---------------------|-------------|----------|--------|----------------------------------|
| | gras | bouwland | natuurlijke bronnen | huishoudens | landbouw | totaal | |
| Barneveldse Beek | 59 | 6 | 3,2 | 9,5 | 13 | 25,7 | (STEENVOORDEN en OOSTEROM, 1979) |
| Hupselse Beek | 64 | 16 | 1,7 | 0,5 | 23,5 | 25,7 | |
| Raalter Wetering | 94 | 5 | 1,7 | 0,3 | 1 | 3,0 | |
| Nattegatsloot | 56 | 9 | 4,5 | 0,3 | 20,9 | 25,7 | (HOEKSTRA en STEENVOORDEN, 1981) |
| Overvoudse Beek | 81 | 19 | 6,2 | +1* | +29** | 36,5 | (MENSINK, 1983) |

*geen waarde vermeld

**berekend als restterm

In de holocene klei- en veengebieden ligt de situatie ten aanzien van de bijdrage van bronnen anders. De totale N-belasting, als gemiddelde van een onderzoek in 16 polders (WERKGROEP NOORD-HOLLAND, 1982), bedraagt $42 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}\text{N}$. De belasting komt tot stand door de in tabel 5 genoemde bronnen.

Tabel 5. Relatieve bijdrage van bronnen aan de N- en P-belasting van polders

| | N | P |
|--------------------------------------|-------|-------|
| Inlaat van boezemwater | + 10% | + 15% |
| Huishoudelijk afvalwater + industrie | + 20 | + 30 |
| Gasbronnen | + 10 | + 10 |
| Diepe kwel | + 15 | + 15 |
| Bodem en bemesting | + 35 | + 30 |
| Overige bronnen | + 10 | + 0 |
| Totaal | 100% | 100% |

De situatie kan van polder tot polder sterk uiteenlopen. In het uitgeslagen water komt stikstof overwegend voor in de vorm van Kjeldahl-N. De bijdrage van bodem en bemesting is berekend als restterm en bestaat zowel uit de 'natuurlijke' bodemuitspoeling als de verontreiniging die samenhangt met produktie en gebruik van meststoffen. De 'natuurlijke'

uitspoeling kan in deze voedselrijke gebieden sterk variëren. Hierdoor is een verdere uitsplitsing van deze term niet mogelijk. Voor de klei- en veengebieden komt naar voren dat in het landelijk gebied de diffuse bronnen, zoals bodem, bemesting, diepe kwel en gasbronnen een grote bijdrage leveren.

De berekening van de bijdrage van landbouw als restterm van de N-balans leidt tot een onderschatting als gevolg van processen in het oppervlaktewater. Een deel van de aan het water toegevoerde verbindingen zal als gevolg van biologische, chemische en fysische processen óf ontwijken naar de atmosfeer óf zal in de watergangen achterblijven in de vorm van slib, vastlegging door riet en vis, enz.

Het verlies van verbindingen naar de atmosfeer doet zich bij de stikstof voor als gevolg van denitrificatie en ammoniakvervluchtiging. De mate waarin denitrificatie optreedt is vooral afhankelijk van de aanwezigheid van oxydeerbare verbindingen en de temperatuur van het water. Met name in watergangen die belast worden met het effluent van zuiveringsinstallaties lijken hiervoor gunstige condities aanwezig te zijn. Onder deze omstandigheden zijn denitrificatiesnelheden gemeten van ca. $35 \text{ g N.m}^{-2}.\text{jr}^{-1}$ bij 4°C en van ca. $330 \text{ g N.m}^{-2}.\text{jr}^{-1}$ bij 21°C (TIREN e.a., 1976; VAN KESSEL, 1976).

Over de kwantitatieve betekenis van NH_3 -vervluchtiging is weinig bekend. In waterige oplossingen is ammonium gedissocieerd volgens: $\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}^+$. Naarmate de pH of de temperatuur stijgt, verschuift het evenwicht meer naar rechts. Bij een pH van 8 en een temperatuur van 0°C is nog alle NH_4^+ ongesplitst. Bij een pH-waarde van 9 en een temperatuur van 20°C is reeds 30% van het NH_4^+ gesplitst.

In oppervlaktewateren met hoge ammoniumgehalten, bijvoorbeeld polderwater, kan via dit proces een belangrijke hoeveelheid stikstof in de vorm van NH_3 -gas naar de atmosfeer ontwijken. Dit kan worden versterkt door een pH-stijging als gevolg van algenbloei. Accumulatie van stikstofverbindingen in het bodemslib kan optreden door adsorptie van ammonium en door bezinking van zwevende deeltjes en afgestorven waterorganismen en planten.

5. SAMENVATTING

Het opstellen van een stoffenbalans voor afwateringseenheden is een noodzakelijke activiteit ter ondersteuning van een goed waterkwaliteitsbeleid en -beheer. Het biedt de mogelijkheid om inzicht te krijgen in het totale belastingsniveau en het relatieve aandeel van verschillende bronnen, waardoor een gerichte bestrijding in principe mogelijk wordt.

Voor een nauwkeurige stoffenbalans dienen eisen te worden gesteld aan de frequentie van debietmeting en waterbemonstering, terwijl de berekeningswijze voor de vrachten eveneens belangrijke gevolgen kan hebben voor de betrouwbaarheid van de balans.

De fosfaatbelasting in zandgebieden vertoont grote verschillen van jaar tot jaar als gevolg van de invloed van oppervlakte-afvoer. Door dit proces kan vanaf landbouwgrond een belangrijke P-belasting tot stand komen. Indien P-balansen over delen van een jaar worden opgesteld kan een belangrijke invloed optreden van de berging van P in bodemslib, welke met name van belang is bij lage afvoeren. Bij een periodelengte van een jaar of meer wordt de invloed klein. De fosfaat- en stikstofbelasting van polderwateren in de holocene klei- en veengebieden wordt veroorzaakt door vele bronnen, waarvan het belang per polder sterk kan variëren. In zandgebieden komt de stikstofbelasting in belangrijke mate tot stand als gevolg van NO_3^- -uitspoeling en afspoeling van NH_4^+ en organisch N van landbouwgrond.

LITERATUUR

- HIELTJES, A.H.M. en L. LIJKLEMA, 1980. Nalevering van fosfaat door sedimenten. IV: Transport over het grensvlak sediment-water. H_2O (13), 25, 612-614, 639-640.
- HOEKSTRA, J., 1980. De rol van bodemslib bij berging en nalevering van fosfor in enkele beken. Nota 1191, ICW, Wageningen, 28 p.
- en J.H.A.M. STEENVOORDEN, 1981. Phosphorus and nitrogen load from diffuse sources for surface waters in the Nattegatsloot watershed. In: Impact of non-point sources on water quality in watersheds and lakes. Field measurements and the use of models. Proceedings of the Amsterdam Workshop, 198-215, Unesco, Paris, 220 p.

- KESSEL, J.F. VAN, 1976. Influence of denitrification in aquatic sediments on the nitrogen content of natural waters. Pudoc, Wageningen: 104 pp.
- KOUWE, F.A., 1982. Fosfaat en eutrofiëring in een laagland beek, en chemisch en hydrobiologisch onderzoek naar het effect van defosfatering op fosfaatgehalte en waterplanten in de Beerze. GTD Oost-Brabant, Boxtel, 86 p.
- , 1983. Fosfaattransport in een laagland beek. *H₂O* (16), 4, 70-73 en 76.
- LIERE, L. VAN, J. PETERS en L.R. MUR, 1983. Fosfaat naleveringscapaciteit van sedimenten en naleveringstijd. *H₂O* (16), 13, 298-303.
- MENSINK, J.A., 1983. Milieuhygiënische aspecten van de intensieve veehouderij. Deelrapport 3. Onderzoek in een proefgebied nabij Lunteren. Dienst Milieuhygiëne, Provincie Gelderland, 76 p.
- MINISTERIES, 1979. Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne en Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Fosfatennota. Maatregelen voor het terugdringen van de fosfaatbelasting van het Nederlandse oppervlaktewater, 30 p.
- STEENVOORDEN, J.H.A.M., 1976. Nitrogen, phosphate and biocides in groundwater as influenced by soil factors and agriculture. In: Groundwater Pollution Proceedings and Information. No. 21: 52-69. Committee for Hydrological Research TNO, The Hague.
- en H.P. OOSTEROM, 1979. Fosfaat- en stikstofbelasting voor oppervlaktewater in polders en beekgebieden. *H₂O* (12), 2, 33-39.
- en T.J. HOEIJMAKERS, 1983. Bepaling van stikstof- en fosfaatvrachten in oppervlaktewater. *H₂O* (16), 26, 592-595 en 599. ICW-Mededelingen nr 25.
- en M.J. DE HEUS, 1984. Fosfaatbalansstudies en de bijdrage van diffuse bronnen. Rapporten nr 8, ICW, Wageningen. 23 p.
- TIREN, T., J. THORIN and H. NOMMIK, 1976. Denitrification measurements in lakes. *Acta Agric. Scand.* 26, 3: 175-184.
- WERKGROEP NOORD-HOLLAND, 1982. Kwantiteit en kwaliteit van grond- en oppervlaktewater in Noord-Holland benoorden het IJ. Regionale Studies 16, ICW, Wageningen, 185 p.